

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
UNIVERSIDADE ESTADUAL DO RIO GRANDE DO SUL
CURSO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS**

GABRIELA SCHALEMBERGER

**INVASÃO DE *Pinus elliottii* Engelm.
EM CAMPO DE DUNAS NO LITORAL SUL DO BRASIL.**

**IMBÉ
2017**

GABRIELA SCHALEMBERGER

**INVASÃO DE *Pinus elliottii* Engelm.
EM CAMPO DE DUNAS NO LITORAL SUL DO BRASIL.**

Monografia apresentada como requisito parcial para obtenção do título de bacharel em Ciências Biológicas com ênfase em Biologia Marinha e Costeira pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul e Universidade Estadual do Rio Grande do Sul.

Orientador: Dr. Gerhard Ernst Overbeck

Supervisor: MSc. Luciana da Silva Menezes

IMBÉ

2017

Aos examinadores,

Este trabalho está formatado segundo "SILVA, L. N. *et al.* **Manual de Trabalhos Acadêmicos e Científicos: Orientações Práticas à Comunidade Universitária da UERGS**. Porto Alegre: UERGS, 2013. 149 p." que é baseado nas normas da ABNT.

CIP - Catalogação na Publicação

Schalemberger, Gabriela

Invasão de *Pinus elliottii* Engelm. em campo de dunas no Litoral Sul do Brasil / Gabriela Schalemberger. -- 2017.
37 f.

Orientador: Gerhard Ernst Overbeck.

Coorientador: Luciana da Silva Menezes.

Trabalho de conclusão de curso (Graduação) -- Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Instituto de Biociências, Curso de Ciências Biológicas: Biologia Marinha e Costeira, Porto Alegre, BR-RS, 2017.

1. Invasão biológica. 2. *Pinus elliottii*. 3. Dunas. 4. Vegetação herbácea. I. Overbeck, Gerhard Ernst, orient. II. da Silva Menezes, Luciana, coorient. III. Título.

GABRIELA SCHALEMBERGER

**INVASÃO DE *Pinus elliottii* Engelm.
EM CAMPO DE DUNAS NO LITORAL SUL DO BRASIL.**

Monografia apresentada como requisito parcial para obtenção do título de bacharel em Ciências Biológicas com ênfase em Biologia Marinha e Costeira pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul e Universidade Estadual do Rio Grande do Sul.

Aprovada em: ____/____/____

BANCA EXAMINADORA

Dra. Anaclara Guido

Prof. Dra. Ilsi Iob Boldrini

Prof. Dr. Ênio Lupchinski Jr.
Coordenador da atividade
Trabalho de conclusão II – CBM

**IMBÉ
2017**

AGRADECIMENTOS

Gostaria de dedicar este trabalho aos maiores incentivadores do meu futuro como profissional e pessoa: meus pais. Agradeço imensamente a vocês e também aos meus irmãos pelo amor, oportunidade e apoio e para finalizar esse curso de graduação. Tudo que eu sou é reflexo, antes de qualquer outra coisa, da nossa família.

Agradeço aos meus orientadores Gerhard e Luciana: obrigada por todo o conhecimento compartilhado e construído comigo ao longo deste trabalho. Sou grata também a todos os professores e profissionais que passaram por mim ao longo dessa jornada como estudante e que contribuíram com seus ensinamentos para a minha formação.

Obrigada ao Laboratório de Análise de Águas, Sedimentos e Biologia do Pescado (LASBP/CECLIMAR) pelo processamento das minhas amostras; à prof. Juçara Bordin (UERGS) pelo auxílio nas identificações de espécies; à Celulose Irani S.A. pela autorização e apoio para o desenvolvimento desse projeto na área da empresa e ao CECLIMAR/UFRGS pelo apoio logístico. Agradeço aos meus auxiliares de campo Diguinho e Gustavo pela ajuda durante a coleta dos dados para essa pesquisa; e ao Duda, que além de auxiliar de campo, trocou comigo incontáveis ideias e sentimentos.

Muito obrigada especialmente às meninas: Bru, Babi, Nathi, Lou, Gabi, Jú e todos os demais amigos da biomar que estiveram por perto nesses anos e dividiram comigo muito mais do que somente disciplinas e relatórios.

Por fim, agradeço a todos que cruzaram meu caminho durante esse período de faculdade, marcando a minha vida com histórias divertidas, emocionantes e inesquecíveis. Todos os momentos que me trouxeram até aqui jamais seriam os mesmos sem as pessoas que andaram ao meu lado.

RESUMO

A invasão por plantas exóticas do gênero *Pinus* causa grande prejuízo à biodiversidade no Litoral do Rio Grande do Sul através de processos como competição, sombreamento e deposição de serrapilheira. Neste trabalho, objetivou-se analisar a composição e estrutura da comunidade vegetal herbácea em uma área de campos de dunas invadida por *Pinus elliottii*, após utilização da área como plantio. Foram utilizadas 15 parcelas de 10 x 10 metros e em cada parcela foi registrado o número total de árvores de *Pinus*, seu respectivo diâmetro à altura do peito (DAP), biomassa de acículas depositada no solo, pH, matéria orgânica e umidade. A vegetação foi amostrada em cinco sub-parcelas de 1 m² por parcela. Na vegetação herbácea foram encontradas 76 espécies pertencentes a 28 famílias, sendo Poaceae, Asteraceae e Cyperaceae as mais abundantes. A riqueza média por m² encontrada foi de 5,4 espécies. Os valores de matéria orgânica e pH encontrados foram baixos (entre 4 e 5 para pH; 0,2 e 7,3% para MO), caracterizando um solo pobre em matéria orgânica e ácido. A umidade variou, apresentando um gradiente que influenciou a distribuição da comunidade com ambientes altamente secos (também associados a grande quantidade de serrapilheira de *P. elliottii*) e ambientes altamente úmidos. A deposição de acículas no solo demonstrou maior influência negativa na riqueza de espécies. Constatou-se uma rápida colonização da área pelo próprio *Pinus* após o último ciclo de plantio, com uma média atual de 20,6 indivíduos por 100 m², e um DAP médio dos indivíduos de 10,71 cm, indicando a necessidade de manejo em áreas pós-plantio, a fim de evitar a degradação da área. Sem um manejo adequado, ambientes com histórico de plantio e próximas a áreas de plantios estão sujeitas à rápida invasão por *Pinus*, alterando completamente a fisionomia e aumentando a problemática da invasão pela produção de mais sementes.

Palavras-chave: Invasão biológica, *Pinus elliottii*, dunas.

ABSTRACT

Invasion by pine trees has negative effects on biodiversity along Brazil's southern coast through processes as competition, shading and accumulation of pine needles. Our aim in this study was to analyze the structure and composition of the vegetation in a dune ecosystem which had been used as pine plantation and is currently subjected to invasion by *Pinus elliottii*. We used 10 x 10 m plots to collect information on the number of pine trees, their diameter, the needle biomass on the ground, pH, organic matter and soil humidity. Vegetation was sampled using 1 m² subplots nested into the bigger plots. We found 76 species within 28 families and an average species richness of 5.4 spp/m²; Poaceae, Asteraceae and Cyperaceae were the most common. Organic matter and pH values found were low (between 4 and 5 for pH; and 0.2 to 7.3% to organic matter) revealing a poor and acid soil. Humidity varied, presenting a gradient which influenced species distribution in different scenarios as highly dry areas but also wet environments. Accumulation of pine needle litter was the main cause of species richness loss in the area. We found that pine trees quickly colonized the area after the last harvesting cycle of the pine plantation with an average number of 20.6 individuals per 100 m² and an average diameter of 10.7 cm. These results indicate that there is an urgent need for management to avoid degradation of the area. Environments with a planting history close to planting areas are subject to rapid invasion of pine trees, altering the physiognomy and increasing the problem of invasion by intense seed production.

Keywords: Biological invasion, *Pinus elliottii*, dunes.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	9
2 REFERENCIAL TEÓRICO.....	10
2.1 ESPÉCIES DO GÊNERO PINUS COMO PLANTAS INVASORAS	10
2.2 EFEITO DAS INVASÕES POR PINUS	12
2.3 INVASÃO DE PINUS EM ÁREAS COSTEIRAS	12
3 MATERIAL E MÉTODOS	14
3.1 ÁREA DE ESTUDO.....	14
3.2 LEVANTAMENTO DA VEGETAÇÃO	15
3.3 PARÂMETROS AMBIENTAIS.....	16
3.4 ÍNDICES FITOSSOCIOLOGÍCOS E ANÁLISES ESTATÍSTICAS	17
4 RESULTADOS.....	19
5 DISCUSSÃO	23
6 CONCLUSÃO	28
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	29
APÊNDICE	34

1 INTRODUÇÃO

Espécies exóticas invasoras são consideradas a segunda maior causa de perda de biodiversidade no mundo. No Litoral Norte do Rio Grande do Sul, um dos fatores que causa grande prejuízo à biodiversidade é a invasão por plantas exóticas como do gênero *Pinus*. Em função de sua capacidade de alterar as características e a dinâmica do ambiente no qual se instala, prejuízos ecológicos e socioeconômicos são consequência da falta de controle e atividades de manejo das populações dessas árvores exóticas.

No caso dos campos de dunas invadidos por *Pinus*, os danos causados impactam principalmente a flora e fauna nativa através de processos como competição, sombreamento e deposição de serrapilheira. Adicionalmente, mudanças na composição e estrutura da comunidade vegetal (predominantemente herbácea) interferem na dinâmica sedimentar do ambiente e, conseqüentemente, nas funções e nos serviços ecossistêmicos das dunas.

O processo de invasão de *Pinus* nos mais diversos ambientes e as suas consequências ainda são pouco estudados no Brasil. O presente estudo pretende contribuir para um melhor conhecimento do efeito da invasão por *Pinus* no ambiente costeiro, com foco na comunidade herbácea, de forma inédita. Os resultados da pesquisa são importantes para a compreensão da invasão por *Pinus* e para o desenvolvimento de políticas de conservação e restauração nos ambientes costeiras.

Dessa maneira, esse estudo objetivou avaliar a composição e estrutura da comunidade vegetal em uma área pós-corte de *Pinus elliottii* no campo de dunas em Cidreira, Litoral Norte do Rio Grande do Sul. Especificadamente, pretendeu-se: a) analisar a composição e estrutura da comunidade vegetal na área invadida por *Pinus*, após utilização da área para plantio de *Pinus*; b) quantificar o estabelecimento de indivíduos de *Pinus* na área de dunas em relação com variáveis ambientais (condições do solo); c) analisar se a quantidade e o tamanho das árvores de *Pinus* afetam significativamente a riqueza das espécies nativas e d) comparar de forma qualitativa com base em estudos publicados, a vegetação encontrada na área de estudo com aquela de áreas de campos de dunas naturais na mesma região, a fim de poder discutir a magnitude do impacto da invasão por *Pinus*.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

As invasões biológicas são consequência da quebra de barreiras biogeográficas à dispersão das espécies, causada pelo homem (D'ANTONIO e VITOUSEK, 1992). Os impactos negativos de espécies introduzidas em diversos ambientes são bem conhecidos e há consenso entre cientistas e público dos danos causados pelas introduções, como extinções de espécies e alterações de ecossistemas (SIMBERLOFF, 2005).

Plantas invasoras são caracterizadas por reproduzirem-se e sustentarem populações por muitos ciclos de vida sem qualquer tipo de intervenção humana, produzindo grandes proles, também férteis, relativamente distantes (> 100 m) de suas plantas de origem (RICHARDSON *et al.*, 2000). Para isso, precisam superar barreiras bióticas e abióticas do ambiente longe dos locais de introdução. Em geral, o processo de dispersão das plantas invasoras ocorre gradualmente. Em um primeiro momento, alguns indivíduos espalham-se lentamente a partir de uma fonte de propágulos. Porém, eventualmente, dispersões de longas distâncias estabelecem novos focos populacionais, onde cada qual se torna o centro de uma invasão local, que por sua vez, geram mais dispersores a longa distância e novos focos invasores (RICHARDSON *et al.*, 1994).

2.1 ESPÉCIES DO GÊNERO PINUS COMO PLANTAS INVASORAS

As coníferas representam o maior grupo de gimnospermas no mundo, com cerca de 630 espécies (FARJON e PAGE, 1999). *Pinus* é o maior gênero da família Pinaceae e um componente importante e dominante da vegetação no hemisfério norte, sendo considerado o grupo arbóreo mais expressivo do ponto de vista ecológico e econômico (RICHARDSON e RUNDEL, 1998). Dentre as 111 espécies de *Pinus* existentes, muitas foram introduzidas fora do seu habitat natural para fins comerciais devido a sua viabilidade e rápido crescimento (PEÑA, 2008). Nesse processo, não foram considerados fatores como a sua alta capacidade de adaptação aos novos ambientes (potencial de invasão), a qual está relacionada com a rápida produção e tamanho reduzido de sementes e gerações curtas (RICHARDSON *et al.*, 1994), além da rápida germinação das sementes (GROTKOPP, 2002).

No hemisfério sul, ao menos sete espécies de *Pinus* são amplamente utilizadas na silvicultura ou plantadas para abrigo e ornamentação, entre muitos outros objetivos (RICHARDSON *et al.*, 1994). Devido à alta habilidade de dispersão e estabelecimento das espécies para além das áreas de plantação, espécies de *Pinus* podem disseminar-se vigorosamente entre a vegetação nativa e até mesmo tornarem-se dominantes (RICHARDSON *et al.*, 1994; KAY, 1994.) Países como Nova Zelândia, África do Sul e Austrália reportam prejuízos significantes em áreas protegidas e rurais em decorrência da invasão de *Pinus*. Estima-se que a Nova Zelândia gastou, aproximadamente, seis milhões de dólares no controle e manejo de coníferas exóticas no ano de 2007 (NEW ZEALAND, 2014).

Espécies de *Pinus* vêm sendo cultivadas no Brasil há mais de um século e as primeiras introduções que se tem registro foram estabelecidas no Rio Grande do Sul, com *Pinus canariensis* C. Sm. ex DC. (SHIMIZU, 2008). Com a exploração e declínio das populações de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze, houve uma expansão da pinocultura no Brasil (PRATES, 1997 *apud* ANTONANGELO e BACHA, 1998). Quatro espécies americanas foram introduzidas: *P. palustris* Mill., *P. echinata* Mill., *P. elliottii* Engelm. e *P. taeda* L., e dentre essas, as duas últimas tiveram destaque pelo rápido crescimento e intensa reprodução no Sul e Sudeste, apresentando qualidades como resistência à geada e alto rendimento em madeira (SHIMIZU, 2008). Desde sua introdução no país, invasões de *Pinus* já foram registradas em diversos ecossistemas: no cerrado em São Paulo; nos campos gerais e campos de altitude no Paraná; na restinga em Santa Catarina; no pampa no Rio Grande do Sul (FALLEIROS *et al.*, 2011).

Um dos fatores que facilita a invasão das espécies do gênero *Pinus* é a sua alta produção de sementes e a boa dispersão das mesmas, pois suas sementes são aladas. A dispersão de sementes da maioria das coníferas é através do vento (anemocoria), e o alcance médio padrão está entorno de 100 m; no entanto, algumas sementes podem viajar por distâncias maiores das matrizes de até 25 km, como é o caso em *Pinus* (RICHARDSON *et al.*, 1994). Assim, a alta taxa de germinação, a grande produção de sementes e o estoque de sementes sobre a árvore, com muitos estróbilos do ano anterior ainda presentes com sementes viáveis (BECHARA *et al.*, 2014) aumentam o sucesso na invasão. A maioria das espécies leva de 7 a 15 anos para produzir sementes viáveis, período mínimo entre a introdução e as primeiras invasões. Apesar disso, as oportunidades para liberação,

dispersão a longas distâncias e estabelecimento da semente são ocasionais e nem sempre coincidem (RICHARDSON *et al.*, 1994).

2.2 EFEITO DAS INVASÕES POR PINUS

Os primeiros impactos causados pela presença de *Pinus* iniciam-se na transformação do solo, pois as coníferas aceleram a acidificação e a podzolização, ocasionando depleção de nutrientes das camadas superiores do solo (SCHOLLES e NOWICKI, 1998). Altas taxas de evapotranspiração reduzem a disponibilidade de água no solo, causando prejuízos para as comunidades vegetais localizadas em áreas úmidas. Além disso, a contínua produção de acículas forma camadas de vegetação morta no solo que, junto com o sombreamento, impedem o crescimento de espécies nativas. Acículas de *Pinus* retêm nutrientes e umidade do solo, formando densas camadas de serrapilheira de difícil degradação (STURGES e ATKINSON, 1993). Tais efeitos acarretam mudanças para a comunidade biológica do solo. Em função de seu grande tamanho e tendência em formar densas populações, as árvores de *Pinus* possuem um grande impacto nos processos ecológicos, podendo modificar totalmente o funcionamento dos ambientes invadidos (RICHARDSON *et al.*, 1994). A dominância de *Pinus* e sua alta competitividade levam à estagnação da sucessão das espécies nativas, tomando seu espaço cada vez mais restrito, implicando na redução da biodiversidade (BECHARA, 2003). Higgins & Richardson (1998) sugerem que os ambientes vegetacionais mais vulneráveis à invasão por *Pinus* são, na ordem: solos expostos, dunas, pradarias, vegetação rasteira e florestas.

2.3 INVASÃO DE PINUS EM ÁREAS COSTEIRAS

No Brasil, os tipos de vegetação mais suscetíveis à invasão de *Pinus* são aqueles que são abertos (não florestais) com elevada incidência solar, independente da fertilidade do solo (BURGUENÑO *et al.*, 2014), como diferentes tipos de vegetação campestre e de savana, restingas, ambientes litólicos e áreas antropizadas, além de florestas em estágios iniciais de regeneração (BECHARA *et al.*, 2014). As duas espécies do gênero de maior impacto no processo de invasão no país são *P. taeda*

e *P. elliottii*, sendo esta última a que apresenta maior capacidade de invasão (REJMANEK e RICHARDSON, 1996).

O solo da planície costeira sul-riograndese é composto por areia quartzosa (TOMAZELLI *et al.*, 2003). Nesse contexto, identificam-se como restingas os ambientes formados por depósitos arenosos, provenientes do quaternário no litoral Sul do Brasil (FALKENBERG, 1999). A vegetação herbácea característica destes locais variam entre campos, matas fechadas ou brejos com vegetação aquática (ARAÚJO e LACERDA, 1987). Waechter (1985) cita que esses ambientes abrigam tanto vegetações complexas ou em fase avançada de sucessão relacionados a solos secos (mata arenosas) quanto vegetações de solo mal drenados (matas turfosas). O crescimento das plantas nesses ambientes muitas vezes é limitado em função da alta salinidade dos solos e da baixa disponibilidade de nutrientes e umidade (WILSON e SYLES, 1999).

As zonas costeiras, com a sua biodiversidade específica e fragilidade ambiental, são fortemente afetadas por processos antrópicos, tais como atividades agrícolas, turismo, urbanização, instalação de infraestruturas portuárias e industriais, e também florestamentos com espécies exóticas. O estabelecimento de invasoras como *Pinus* em ecossistemas de dunas é facilitado pois essas áreas possuem características de ambientes em estágios sucessionais iniciais e distúrbios frequentes, como alta incidência de luz solar, ação das marés e do regime de ventos, além dos distúrbios antrópicos.

Em Cidreira, município do litoral norte, plantios de *Pinus elliottii* foram estabelecidos na região das dunas transgressivas, em áreas originalmente campestres (campo de dunas). Mesmo que espécies invasoras de *Pinus* sejam muito estudadas na literatura mundial, há uma escassez de estudos de ecologia de invasão referentes à proliferação descontrolada por *Pinus elliottii* (BECHARA, 2003) e sua influência na vegetação nativa em campos de dunas, o que dificulta o desenvolvimento de estratégias e ações de controle e manejo.

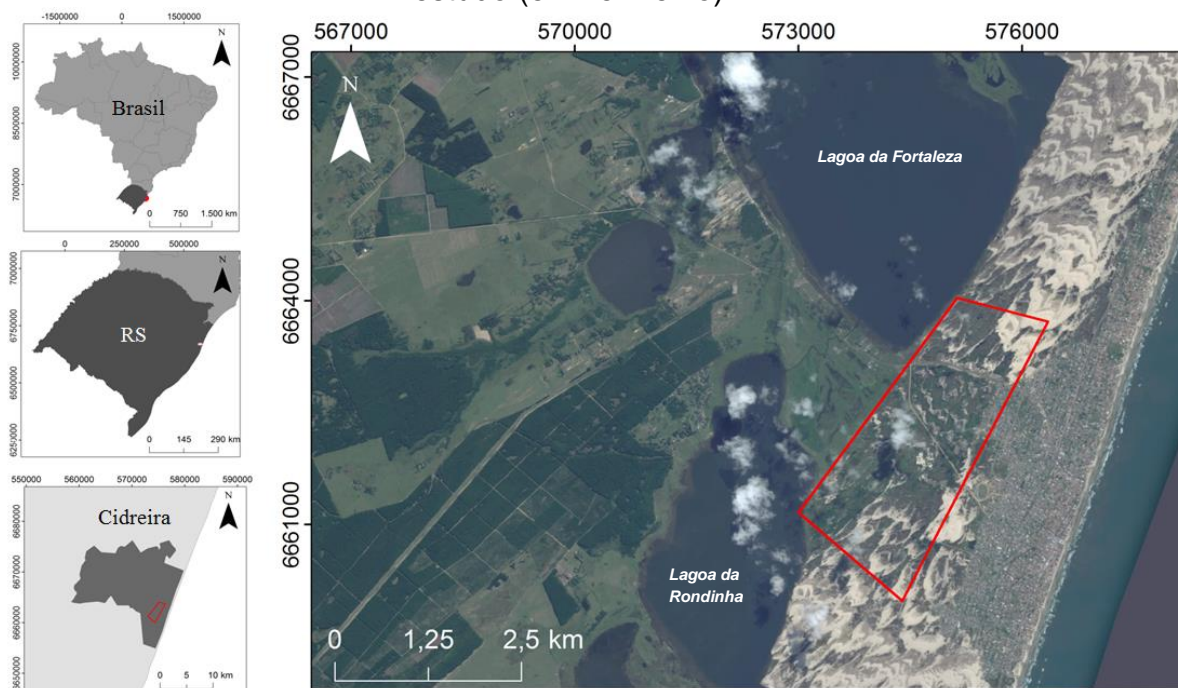
3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 ÁREA DE ESTUDO

A descrição da comunidade vegetal invadida por *Pinus elliottii* foi realizada em uma área de campo de dunas no município de Cidreira, no Litoral Norte do Rio Grande do Sul, em maio de 2016. O clima na região é subtropical úmido, possuindo verões quentes e invernos úmidos, com vento predominante no sentido nordeste. Este campo de dunas transgressivas (móveis e não vegetadas) é ligado ao sistema praial, possibilitando assim sua alimentação de areia, abrangendo uma área total de 31,5 km² (TOMAZELLI *et al.*, 2003). No entanto, as margens desse campo possuem menor quantidade de areia e presença mais abundante de vegetação, apresentando regiões de interdunas que abrigam corpos temporários de água principalmente nos meses de inverno devido à proximidade do lençol freático (TOMAZELLI *et al.*, 2008).

Localizada na margem do campo de dunas, a área de estudo utilizada nesse projeto é limitada em parte pela urbanização do município e em parte pelas atividades de silvicultura. O terreno no qual desenvolveu-se essa pesquisa (Figura 1) pertence à empresa Celulose Irani S.A. e foi utilizado para o cultivo de *Pinus elliottii* nas últimas décadas, sendo realizado o último corte de madeira no ano de 2009. Desde então, a área não passou por nenhum tipo de manejo, e se observa a invasão da área por novos indivíduos de *Pinus*. Até o presente, a empresa não possui planos de utilizar a área para plantio novamente e ainda estuda métodos de contenção das árvores exóticas.

Figura 1 - Localização do município de Cidreira (RS), destacando a área de estudo (em vermelho).



Fonte: Autor (2015)

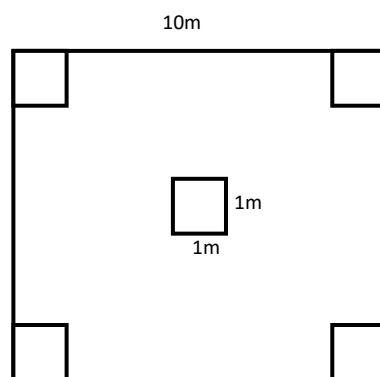
3.2 LEVANTAMENTO DA VEGETAÇÃO

O levantamento da vegetação foi realizado em 15 parcelas de 10 x 10 metros. Para a distribuição das parcelas, foi traçada, na imagem de satélite da área de estudo no Google Earth, uma grade imaginária em uma área de 4 km² com 16 linhas horizontais e 19 linhas verticais, resultando em 146 pontos de interseção das linhas. Foram sorteados 15 pontos para análise da estrutura da vegetação. Para representar a variação topográfica do ambiente, cada parcela foi enquadrada em três situações topográficas: baixada, encosta, topo. Durante o trabalho de campo, constatou-se que a percentagem de áreas de baixada na área total foi maior, seguida por encosta ou topo. Para manter a representatividade dos três tipos de relevo no levantamento, procurou-se distribuir as parcelas através de uma seleção visual do entorno no ponto sorteado. Desta maneira, obtivemos seis parcelas na baixada, cinco na encosta e quatro no topo. Assim, foi garantida uma amostragem representativa da área apesar de um número de parcelas relativamente baixo.

Além disso, o número total de árvores de *Pinus* e o seu respectivo diâmetro à altura do peito (DAP) foram contabilizados em cada parcela. Para a estimativa da cobertura das espécies do estrato herbáceo, alocamos, de forma sistemática, cinco

subparcelas de 1 m² na parcela de 10 x 10 m (Figura 2). Para a estimativa da cobertura, utilizamos a escala decimal de Londo (1976).

Figura 2 – Esquema representativo da unidade amostral. Para coberturas visuais, utilizou-se a parcela de 10 x 10 m. Para o levantamento da vegetação, utilizou-se as extremidades e o centro com subparcelas de 1 x 1 m.



Fonte: Autor (2017)

3.3 PARÂMETROS AMBIENTAIS

Em cada parcela de 10 x 10 m foram coletados, aproximadamente, 300 g de solo para análise de pH, conteúdo de matéria orgânica e umidade do solo. As amostras permaneceram refrigeradas até o processamento a fim de manter suas propriedades. O teor de matéria orgânica e umidade foram realizados de acordo com os métodos descritos em Tarragô (2014). Para análise de pH do solo, utilizou-se protocolo disponibilizado pela Embrapa (SOLOS, 1997). Nesse processo, 10 ml de solo foram imersos em 25 ml de água destilada e deixados em repouso por 1 hora. Após, as amostras foram agitadas e os eletrodos mergulhados na solução para aferir o pH.

Para averiguar a biomassa (g) de serrapilheira de *Pinus* depositada no solo, coletamos toda biomassa de acículas em três quadrados de 20 cm² por parcela. As acículas coletadas foram armazenadas em sacos plásticos. As amostras foram secas em estufa a 60° C para retirada da umidade por 72h e pesadas com balança analítica para determinação do peso seco de acículas.

3.4 ÍNDICES FITOSSOCIOLOGICOS E ANÁLISES ESTATÍSTICAS

Para obter dados de riqueza comparáveis com dados de outros estudos, foi calculada a riqueza média por metro quadrado, utilizando as 75 subparcelas (i.e. 5 subparcelas para cada uma das 15 parcelas). Foram calculadas também, para todas as espécies encontradas: frequência (número de parcelas em que a espécie ocorre), frequência absoluta (frequência dividida pelo número total de parcelas x 100), frequência relativa (frequência da espécie dividida pela soma das frequências de todas as espécies x 100), cobertura absoluta (somatório da cobertura em todas as parcelas que a espécie ocorreu), cobertura relativa (cobertura absoluta dividida pela soma das coberturas absolutas de todas espécies x 100) e o Índice de Valor de Importância (IVI) (frequência relativa mais cobertura relativa dividido por 2). O IVI é um estimador que retrata a importância ecológica de uma espécie na comunidade quando comparado às outras espécies.

Utilizamos o escalonamento multidimensional não métrico (NMDS), para verificar a relação das variáveis ambientais (nº de árvores de *Pinus*, DAP, altura das árvores, percentual de solo exposto, biomassa de serrapilheira de *Pinus*, umidade do solo, matéria orgânica e pH) com a composição da comunidade vegetal das dunas (descrita pela cobertura das espécies herbáceas nas sub-parcelas). Para realização da NMDS foram selecionadas apenas as 20 espécies com maior valor de IVI. Testamos a correlação das variáveis ambientais com os eixos da ordenação considerando valor de p menor que 0,1 e plotamos no gráfico apenas aquelas variáveis com correlação maior que 0,30.

Ainda, foram realizadas regressões lineares para verificar a relação entre o número de árvores de *Pinus*, o DAP das árvores, a biomassa de acículas depositada no solo e a riqueza de espécies da comunidade herbácea. Os testes estatísticos foram realizados utilizando o pacote vegan (OKSANEN *et al.*, 2012), no software R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2013).

A fim de comparar a similaridade de espécies encontrada nesse estudo com dados existentes na literatura para campos de dunas no Rio Grande do Sul, calculou-se, para as respectivas listas totais de espécies, o índice de similaridade de Jaccard utilizando a seguinte fórmula:

$$J = \frac{C}{A + B - C}$$

Onde: A é o número de espécies de um grupo amostral , B é o número de espécies de outro grupo amostras e C é o número de espécies compartilhadas por ambos.

4 RESULTADOS

Foram registradas 76 espécies pertencentes a 28 famílias no levantamento da vegetação herbácea. A lista completa das espécies encontradas está disponível no apêndice desse trabalho (Apêndice 1). As famílias com maior representatividade de espécies são, na ordem: Poaceae (19 espécies), Asteraceae (13), Cyperaceae (10), Polygalaceae (3), Droseraceae (2) e Eriocaulaceae (2). Essas espécies representam juntas 67,1% da riqueza total e 76,6% da cobertura vegetal (Figura 3). Todas as outras famílias tiveram somente 1 espécie cada. Dentre as 76 espécies, 5 não puderam ser identificadas, permanecendo como morfoespécies.

A riqueza média por m² encontrada foi de 5,4 espécies. A vegetação foi dominada, em termos de cobertura, pelas seguintes espécies: *Axonopus* aff. *affinis* Chase, *Pinus elliottii*, *Panicum racemosum* (P. Beauv.) Spreng., *Schizachyrium microstachyum* (Desv. ex Ham.) Roseng., B.R. Arrill. & Izag. e *Sphagnum* sp. Essas cinco espécies correspondem a 45,3% da cobertura vegetal entre todas as espécies. Entre os 10 táxons com maiores valores de IVI, seis eram da família Poaceae, dois da família Cyperaceae, um era a briófita *Sphagnum* sp., além do próprio *Pinus* (Tabela 1).

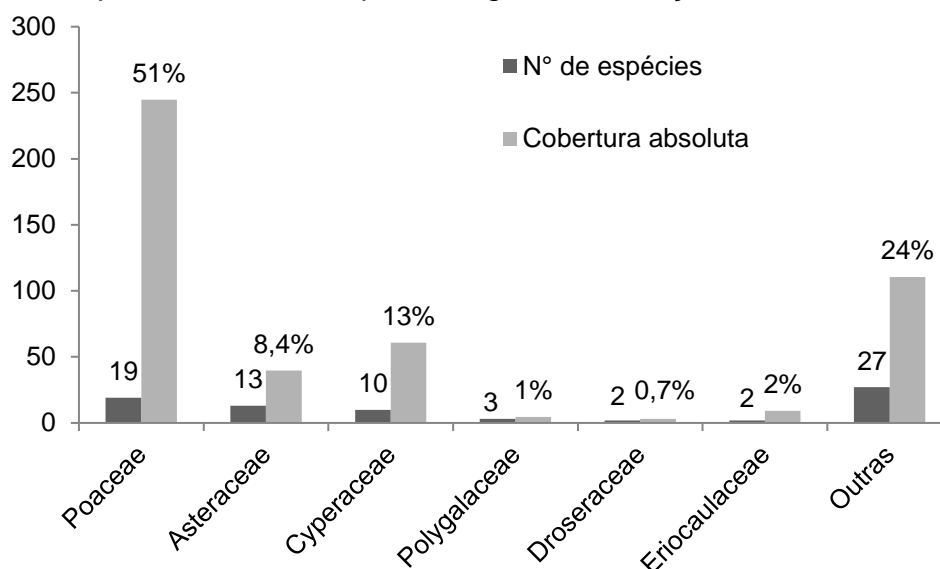
Tabela 1 – Lista das 20 espécies com maior valor de IVI, frequências absoluta e relativa e cobertura relativa (ordenadas por seus valores de IVI).

Espécie	FA	FR	CR	IVI
<i>Axonopus</i> aff. <i>affinis</i>	53%	3,5%	13%	0,082
<i>Pinus elliottii</i>	80%	5,3%	10%	0,077
<i>Panicum racemosum</i>	60%	4%	9%	0,064
<i>Schizachyrium microstachyum</i>	53%	3,5%	8%	0,059
<i>Sphagnum</i> sp.	40%	2,7%	6%	0,041
<i>Dichanthelium sabulorum</i>	60%	4%	3%	0,036
<i>Androtrichum trigynum</i>	40%	2,7%	4%	0,032
<i>Ischaemum minus</i>	13%	0,9%	5%	0,028
<i>Eleocharis viridans</i>	27%	1,8%	4%	0,027
<i>Saccharum angustifolium</i>	60%	4%	1%	0,027
<i>Panicum millegrena</i>	20%	1,3%	4%	0,026
<i>Desmodium adscendens</i>	33%	2,2%	2%	0,023
<i>Paspalum arenarium</i>	40%	2,7%	2%	0,022
<i>Xyris jupicai</i>	53%	3,5%	1%	0,022
<i>Panicum aquaticum</i>	33%	2,2%	2%	0,021
<i>Rhynchospora barrosiana</i>	27%	1,8%	2%	0,019
<i>Lycopodiella alopecuroides</i>	33%	2,2%	1%	0,018

<i>Porophyllum angustissimum</i>	33%	2,2%	1%	0,018
<i>Andropogon selloanus</i>	20%	1,3%	2%	0,016
<i>Gamochaeta americana</i>	20%	1,3%	2%	0,016

Fonte: Autor (2017)

Figura 3 – Riqueza de espécies e cobertura absoluta por famílias. A cobertura absoluta é resultado do somatório de cobertura de cada espécie agrupada com suas famílias, apresentando suas percentagens em relação ao total amostrado.

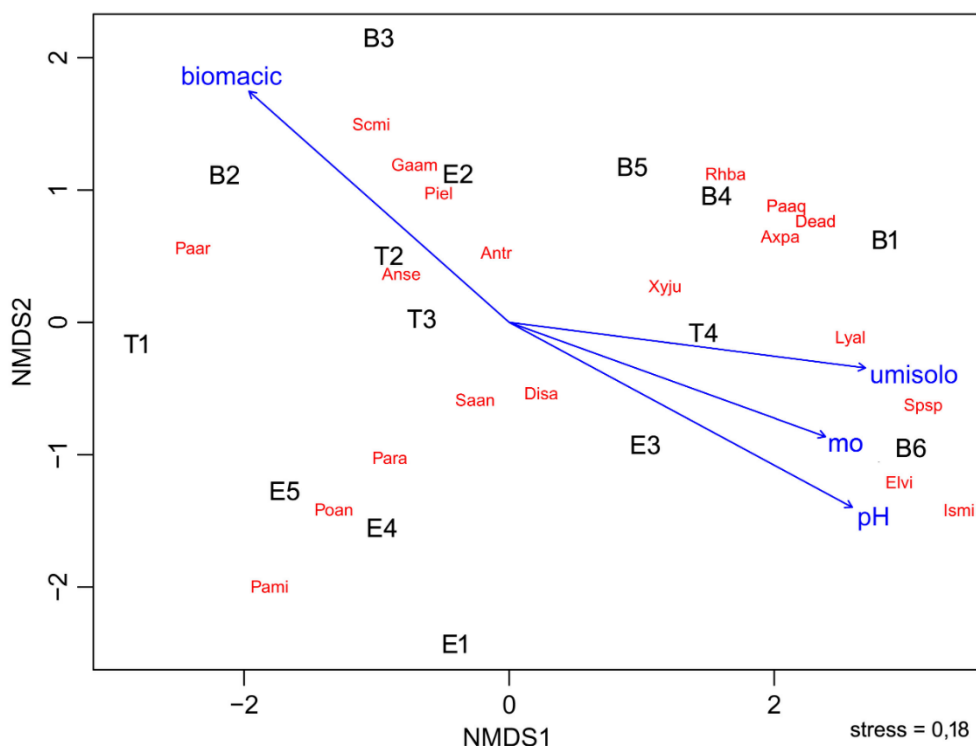


Fonte: Autor (2017)

As variáveis ambientais matéria orgânica, pH e umidade do solo apresentaram relação significativa com o eixo 1 da NDMS ($p = 0,03$ para MO e pH; $p = 0,06$ para umidade do solo) associadas à distribuição das espécies *Lycopodiella alopecuroides* (L.) Cranfill, *Sphagnum* sp., *Eleocharis viridans* Kük. ex Osten e *Ischaemum minus* J. Presl. Foi observado um gradiente de umidade nas comunidades ao longo do primeiro eixo da ordenação, porém não houve diferenciação clara entre áreas de topo, encosta e baixada (Figura 4).

A biomassa de acículas também apresentou relação significativa com o primeiro eixo da NDMS ($r^2 = 0,31$ e $p = 0,09$), relacionada de maneira inversa às demais demonstradas, associada a ambientes mais secos e com baixo teor de matéria orgânica. (Figura 4). As espécies *Schizachyrium microstachyum*, *Gamochaeta americana* (Mill.) Wedd., *Pinus elliottii*, *Panicum racemosum*, *Andropogon selloanus* (Hack.) Hack. e *Androtrichum trigynum* (Spreng.) H.Pfeiff. estão associadas nessas condições ambientais.

Figura 4 - Ordenação NMDS ilustrando a relação da composição de espécies do extrato herbáceo com as características ambientais das parcelas amostradas. Correlação dos eixos com as variáveis originais: para o eixo 1 r^2 0,30 e para o eixo 2 r^2 0,01. Os códigos Letra/Número indicam as 15 unidades amostrais. As siglas T, B e E significam, respectivamente, topo, baixada e encosta. As espécies estão abreviadas por suas iniciais: Axxa *Axonopus parodii*, Anse *Andropogon selloanus*, Antr *Androtrichum trigynum*, Dead *Desmodium adscendens*, Disa *Dichanthelium sabulorum*, Elvi *Eleocharis viridans*, Gaam *Gamochaeta americana*, Ismi *Ischaemum minus*, Lyal *Lycopodiella alopecuroides*, Paaq *Panicum aquaticum*, Pami *P. millegrana*, Para *P. racemosum*, Paar *Paspalum arenarium*, Piel *Pinus elliottii*, Poan *Porophyllum angustissimum*, Rhba *Rhynchospora barrosiana*, Saan *Saccharum angustifolium*, Scmi *Schizachyrium microstachyum*, Spss *Sphagnum* sp. e Xyju *Xyris jupicai*. As variáveis ambientais plotadas são biomassa de acículas (biomacic), umidade do solo (umisolo), matéria orgânica do solo (mo) e pH do solo (pH).



Fonte: Autor (2017)

Tabela 2 – Correlação das variáveis ambientais com a composição de espécies herbáceas das parcelas. Os valores de p foram baseados em 9999 permutações.

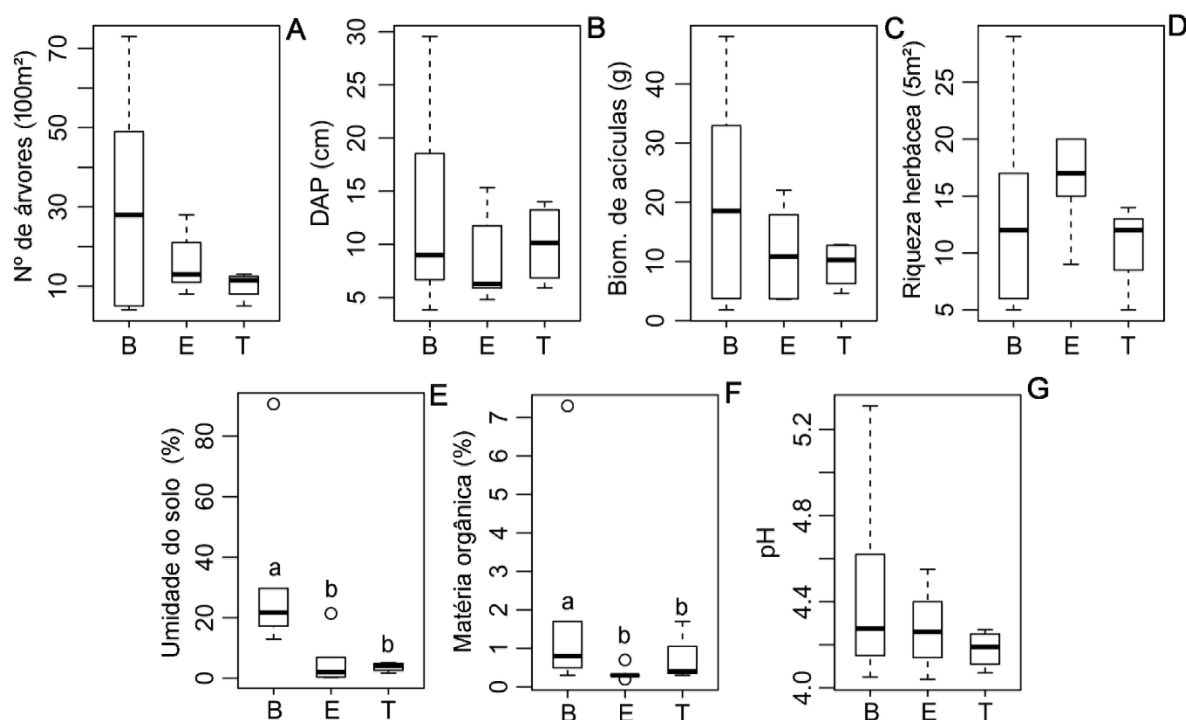
Variável	r^2	p
Número de árvores de <i>Pinus</i>	0.16	0.33
DAP médio das árvores (cm)	0.05	0.71
Altura média das árvores (m)	0.01	0.90
Solo exposto (%)	0.16	0.35
Serrapilheira das demais espécies (%)	0.01	0.91

Serrapilheira de <i>Pinus</i> (g)	0.26	0.16
Biomassa de acículas (g)	0.31	0.09
Umidade do solo (%)	0.33	0.06
Matéria orgânica (%)	0.34	0.03*
pH	0.39	0.03*

Fonte: Autor (2017)

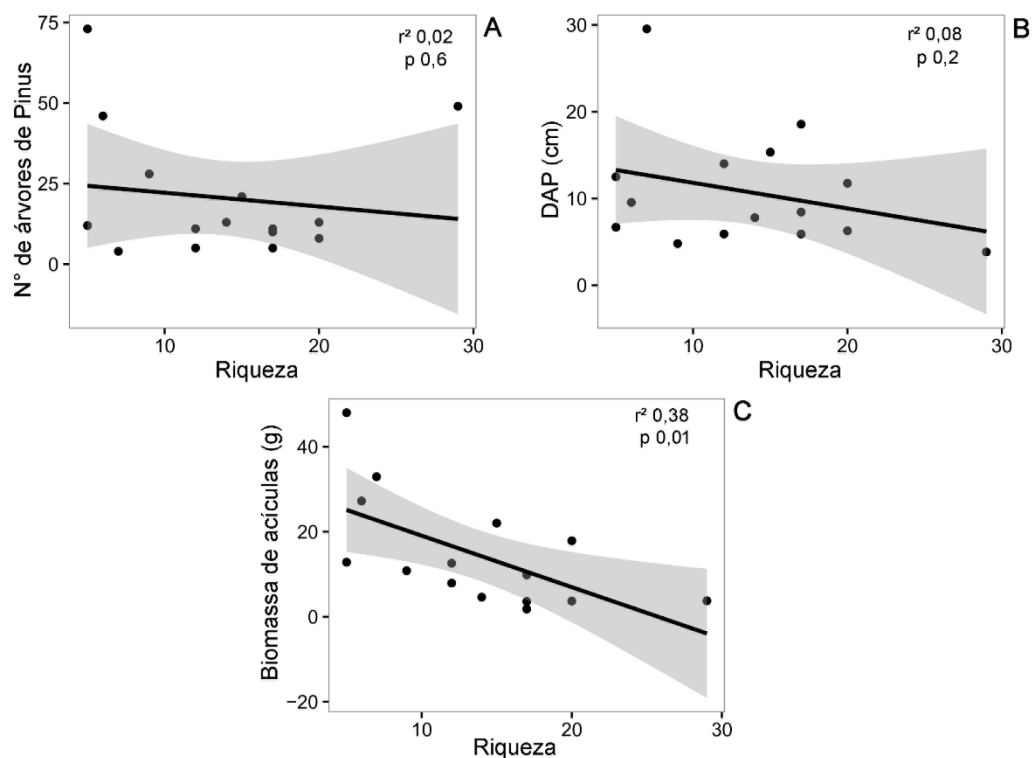
Os valores de matéria orgânica e pH encontrados foram baixos, caracterizando um solo pobre em matéria orgânica e ácido. A umidade variou, apresentando ambientes altamente secos bem como altamente úmidos (Figura 5e). A percentagem de matéria orgânica demonstrou o mesmo padrão (Figura 5f). As demais variáveis não demonstraram diferenças significativas entre os três tipos de ambiente. Assim como para a composição da comunidade herbácea apresentada na NMDS, a variável biomassa de acículas foi a única que apresentou relação significativa com a riqueza de espécies herbáceas (Figura 6c). As regressões entre DAP médio do *Pinus* e riqueza de espécies bem como entre número de árvores e riqueza de espécies não foram significativas (Figura 6a, 6b), porém poucas espécies ocorreram junto com *Pinus* quando o diâmetro médio das árvores é alto.

Figura 5 – Gráficos de caixa apresentando medianas e dispersão das variáveis ambientais testadas para os três tipos de relevo. Letras diferentes indicam significância estatística ($p < 0.05$), testado por 1000 permutações.



Fonte: Autor (2017)

Figura 6 – Regressões lineares da riqueza de espécies em função da presença de *Pinus*, medida por diferentes variáveis preditoras: A - riqueza de espécies da vegetação herbácea das dunas e o número de árvores de *Pinus* por parcela; B - riqueza de espécies da vegetação herbácea das dunas e o DAP médio de *Pinus* por parcela; C - riqueza de espécies da vegetação herbácea das dunas e a biomassa média das acículas de *Pinus* por parcela.



Fonte: Autor (2017)

A similaridade florística do presente trabalho foi comparada com outros três estudos da planície costeira do Rio Grande do Sul: Soares (1984) nas dunas móveis de Tramandaí, Cordazzo e Seeliger (1987) nas dunas frontais de Rio Grande e Caetano (2003) nas baixadas entre dunas de Palmares do Sul. A maior similaridade de espécies entre o campo de dunas de Cidreira é com o ambiente de entre dunas amostrado por Caetano (2003) (Tabela 3).

Tabela 3 – Matriz da similaridade de Jaccard calculada para comparação entre campos de dunas distintos no litoral do Rio Grande do Sul.

	Caetano (2003)	Cordazzo e Seeliger (1987)	Soares (1984)	Este estudo (2017)	Riqueza de espécies	Esforço amostral
Caetano	1	-	-	-	85	320m ²
Cordazzo	0,74	1	-	-	58	-
Soares	0,28	0,19	1	-	105	411m ²
Este estudo	0,18	0,14	0,14	1	76	75m ²

Fonte: Autor (2017)

5 DISCUSSÃO

Neste trabalho, avaliamos a estrutura e composição da vegetação em área de dunas costeiras com histórico de uso para silvicultura, no caso, com *Pinus elliottii*. Constatou-se uma rápida colonização da área pelo próprio *Pinus* após o último ciclo de plantio, com uma média de 20,6 indivíduos por 100m² e um DAP médio dos indivíduos de 10,7 cm, indicando a necessidade de manejo em áreas pós-plantio, a fim de evitar a degradação da área pela invasão de *Pinus*. A biomassa de acículas depositada no solo demonstrou-se altamente prejudicial ao desenvolvimento das espécies, influenciando na comunidade vegetal. Baixos valores de matéria orgânica e pH, esperados para a região, não puderam ser relacionados com a presença direta de *Pinus*, sendo a umidade a variável com maior amplitude e influência na distribuição das espécies herbáceas.

A comparação da vegetação do estrato herbáceo em nossa área de estudo com a vegetação de campo de dunas sem histórico de mudança de uso ou invasão por *Pinus* é dificultado pelo fato que os diferentes estudos disponíveis (Cordazzo e Seeliger 1987, Soares 1984, Caetano 2003) apresentam diferenças no método do levantamento e no esforço amostral, impedindo uma comparação direta. Todavia, a riqueza de espécies encontrada neste estudo é semelhante àquela de outros trabalhos que avaliaram a vegetação de dunas costeiras. As três famílias mais representativas em termo de riqueza e cobertura vegetal (Poaceae, Cyperaceae e Asteraceae) também são as mais abundantes nos estudos em dunas costeiras de Cordazzo e Seeliger (1987), Soares (1984) e Caetano (2003). Como Cordazzo e Seeliger (1987) e Soares (1984) abrangeram ambientes de dunas frontais e dunas móveis, possivelmente obteve-se menor similaridade na comparação pois essas áreas sofrem diretamente os efeitos da maritimidade e ventos fortes em função do contato direto com o oceano, influenciando a ocorrência das espécies. A presença do próprio *Pinus* e o histórico de uso como plantio devem ter contribuído para a estabilização do ambiente.

A média de 5,4 espécies/m² encontrada na área de campo de dunas amostrada é baixa se comparada à média de 13,5 espécies/m² para vegetação campestre costeira do sul do Brasil (MENEZES *et al.*, 2015) porém similar em número total de espécies para outros estudos em campos de dunas (ver acima). Campos de dunas encontram-se sob substrato que se estabeleceu recentemente ou

ainda está neste processo, de acordo com a formação geológica da região costeira (VILLWOCK e TOMAZELLI, 1998). O solo das dunas do litoral gaúcho apresenta zonação definida em pequena escala apenas para poucas espécies, sendo que inúmeros fatores atuam na distribuição das mesmas como a pobreza de nutrientes, ação do vento e salinidade (SOARES, 1984). De forma geral, as condições limitantes do substrato, a uniformidade do solo e do clima e sua formação recente contribuem para baixa diversidade da vegetação campestre no ambiente costeiro (MENEZES *et al.* 2015). A presença de *Pinus* junto da comunidade herbácea causa redução da diversidade de espécies (BECHARA, 2003) e, somado aos fatores acima citados, pode diminuir a diversidade de espécies típicas de dunas a longo prazo.

A composição da comunidade vegetal no campo de dunas, segundo a ordenação, acompanhou um gradiente de umidade, apesar de apresentar uma grande heterogeneidade e condições específicas em cada ponto de amostragem. Áreas úmidas em baixadas ou pequenas depressões que possibilitavam o acúmulo de água estavam relacionadas a espécies tipicamente encontradas nesses ambientes, como o musgo *Sphagnum* sp. e *Lycopodiella alopecuroides*. Já locais secos com baixo teor de umidade e de matéria orgânica foram relacionados, segundo a ordenação, com a deposição de acículas que se acumulam no solo pela presença de *Pinus*. As espécies *S. microstachyum*, *G. americana*, *P. racemosum* e *A. selloanus*, típicas de ambientes mais secos, estavam associadas ao eixo que demonstrou essas condições. Os baixos valores de matéria orgânica encontrados também foram descritos por Soares (1983) para dunas de Tramandaí. Os valores de pH encontrados neste estudo (entre 4 e 5) foram mais baixos de que os valores obtidos por Soares (1983: entre 5 e 6), demonstrando um solo ácido, o que poderia ser causado, possivelmente, pelo impacto das árvores exóticas, visto que a presença de *Pinus* causa acidificação e depleção de nutrientes das camadas superiores do solo (SCHOLES e NOWICKI, 1998; CRAINE e ORIAN, 2004). Porém, poucos dados estão disponíveis na literatura a respeito das características químicas dos solos arenosos para o Litoral Norte tanto em condições naturais quanto sob influência de *Pinus*, dificultando a avaliação destes resultados e correlações entre essas variáveis.

Os indivíduos de *Pinus* não demonstraram preferência por uma determinada situação topográfica: árvores foram encontradas em todas as situações de relevo. Embora tal resultado, obviamente, também possa ser influenciado pelo pequeno

número amostral utilizado, Fischer (2010) no estudo da invasão de *P. taeda* em campos psamófilos no litoral do Rio Grande do Sul também não encontrou correlação entre a presença de *Pinus* e o tipo de ambiente.

Além da possível influência pela alteração de características do solo, os indivíduos de *Pinus* afetam a comunidade herbácea pelo sombreamento e pela formação de uma densa camada de serapilheira (valor médio neste estudo de 24,45 g/m²). A idade da árvore é, teoricamente, um fator significativo para determinar o impacto na comunidade: quanto mais velha, mais sombra e proteção ao vento produz, favorecendo espécies que toleram tais ambientes, possibilitando inclusive substituição das espécies de dunas através da mudança do ambiente (FISCHER *et al.* 2014). Em Torres, Fischer *et al.* (2014) concluíram que após uma certa idade (aproximadamente 13 anos) *P. taeda* influencia negativamente a composição das espécies, possivelmente como consequência dos efeitos cumulativos das acículas. No entanto, em nosso estudo não se verificou um efeito claro do tamanho das árvores: alta biomassa de serapilheira não foi encontrada somente nas parcelas com indivíduos altos, mas também onde houve grande densidade de indivíduos pequenos. Além da influência direta, os indivíduos de *Pinus* também interferem no estabelecimento de espécies na área: a presença das árvores nas dunas pode causar diminuição da capacidade de dispersão de sementes por outras espécies (STURGESS e ATKINSON, 1993) e também alterar a umidade do solo em função das altas taxas de evapotranspiração e deposição de serrapilheira (CRAINE e ORIAN, 2004). Porém, a presença das árvores exóticas na área de estudo ainda não causou substituição de espécies não-características de dunas.

O nosso estudo evidencia, de forma clara, a problemática de invasão dos ecossistemas nativos pelo *Pinus* na área de estudo. De forma geral, a região costeira do Rio Grande do Sul passa por intensa alteração da paisagem principalmente em função de plantações de arroz e de *Pinus*, restando somente 11% de vegetação campestre nativa inalterada (ANDRADE *et al.* 2015). No Litoral Sul do Estado, o estabelecimento de plantios de *Pinus* foi apontado como um dos principais fatores da perda de 64% da área original de dunas em relação ao ano de 1964, descaracterizando o ambiente e acarretando perdas para diversidade e alteração na dinâmica costeira do local (GIANUCA e TAGLIANI, 2012). Além da perda direta da área, a alteração das paisagens também aumenta o risco de invasões biológicas. Guido *et al.* (2016) demonstraram que o grau de invasão para a maioria das espécies

invasoras em campos no sul do Brasil é influenciado, além de fatores naturais como condições climáticas, pela alteração das paisagens naturais através de atividades humanas. No entanto, apesar da importância dos fatores ambientais que influenciam na resistência dos ambientes à invasão, a quantidade de propágulos pode ser o principal determinante no sucesso da invasão biológica (HOLLE e SIMBERLOFF, 2005), associado às estratégias de dispersão e à viabilidade de sementes. Ambientes de dunas, com solo em formação e condições edáficas limitantes, são especialmente propícios para o estabelecimento de espécies invasoras que conseguem lidar bem com ambientes estressantes como *Pinus*. A proximidade do campo de dunas de Cidreira com a mancha urbana, as condições climáticas e de solo locais e, principalmente, a plantação de *Pinus* próximo ao campo faz com que não somente a área amostrada, mas toda a região de dunas esteja extremamente vulnerável a invasões por *Pinus*.

6 CONCLUSÃO

Demonstramos neste trabalho que, sem manejo, ambientes com histórico de plantio e próximos a áreas de plantios estão sujeitos à rápida invasão por *Pinus elliottii*, alterando a fisionomia das dunas e aumentando o potencial de invasão pela produção de mais sementes. A riqueza de espécies herbáceas no campo de dunas foi influenciada pela deposição de serrapilheira no solo, sendo esta a principal causa de mudanças na comunidade vegetal e diminuição da riqueza sob a copa das árvores exóticas. Futuros estudos são necessários para averiguar com maior profundidade as relações entre os níveis de acidez, matéria orgânica e umidade nos solos arenosos com a presença de *P. elliottii*. Em função de a área estudada ter sido uma plantação nas últimas décadas, espera-se que exista um grande banco de sementes no solo para germinação de novas plântulas. Flach (2007) cita que, após o corte raso de plantios de *Pinus* com mais de 20 anos de cultivo florestal em Cidreira, a regeneração espontânea a partir da germinação de sementes que estavam no solo foi tão intensa que as empresas de silvicultura passaram a manejar esses povoamentos naturais ao invés de investirem em novas mudas. Dessa maneira, a comunidade vegetal típica de dunas na presença de invasões não controladas de *Pinus* corre riscos de desaparecer localmente caso a densidade de árvores aumente. Ações de controle da invasão e da recuperação das áreas já afetadas são claramente necessárias.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANDRADE, B. O. *et al.* Grassland degradation and restoration: a conceptual framework of stages and thresholds illustrated by southern Brazilian grasslands. **Natureza & Conservação**, v. 13, n. 2, p. 95-104. 2015

ANTONANGELO, A.; BACHA, C. J. C. As fases da silvicultura no Brasil. **Revista brasileira de economia**, v. 52, n. 1, p. 207-238. 1998.

ARAÚJO, D. S. D.; LACERDA, L. D. A natureza da restinga. **Ciência Hoje**, v. 33, p. 42-48. 1987.

BECHARA, F. C. (2003). **Restauração ecológica de restingas contaminadas por Pinus no Parque Florestal do Rio Vermelho, Florianópolis, SC**. 2003. 125 f. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, 2003.

BECHARA, F. C.; REIS, A.; TRENTIN, B. E. Invasão biológica de *Pinus elliottii* var. *elliottii* no Parque Estadual do Rio Vermelho, Florianópolis, SC. **Floresta**, v. 44, n. 1, p. 63-72. 2014.

BURGUEÑO, L. E. T. *et al.* Impactos ambientais de plantios de *Pinus* sp. em zonas úmidas: o caso do Parque Nacional da Lagoa do Peixe, RS, Brasil. **Biodiversidade Brasileira**, n. 2, p. 192-206. 2014.

CAETANO, V.L. Dinâmica sazonal e fitossociologia da vegetação herbácea de uma baixada úmida entre dunas, Palmares do Sul, Rio Grande do Sul, Brasil. **Iheringia**, p. 81-102. 2003. Série Botânica.

CORDAZZO, C.V.; SEELIGER, U. Composição e distribuição da vegetação nas dunas costeiras ao sul do Rio Grande (RS). **Ciência e Cultura**, v. 39, p. 321-324. 1987.

CRAINE, S; I.; ORIAN, C. M. Pitch pine (*Pinus rigida* Mill.) invasion of Cape Cod pond shores alters abiotic environment and inhibits indigenous herbaceous species. **Biological Conservation**, v. 116, n. 2, p. 181-189. 2004.

D'ANTONIO, C. M.; VITOUSEK, P. M. Biological invasions by exotic grasses, the grass/fire cycle, and global change. **Annual review of ecology and systematics**, v. 23, n. 1, p. 63-87. 1992.

EMBRAPA SOLOS. **Manual de métodos de análise de solo**. Rio de Janeiro, 1997.

FALLEIROS, R. M.; ZENNI, R. D.; ZILLER, S. R. Invasão e manejo de *Pinus taeda* em campos de altitude do Parque Estadual do Pico Paraná, Paraná, Brasil. **Floresta**, v. 41, n. 1, p. 123-134. 2011.

FALKENBERG, D. B. Aspectos da flora e da vegetação secundária da restinga de Santa Catarina, sul do Brasil. **INSULA Revista de Botânica**, v. 28, p. 01. 1999.

FARJON, A. Biodiversity of *Pinus* (Pinaceae) in Mexico: speciation and palaeo-endemism. **Botanical Journal of the Linnean Society**, v. 121, n. 4, p. 365-384. 1996.

FISCHER, F. M. **Invasão de *Pinus taeda* L. e seus efeitos na comunidade vegetal em campos psamófilos no litoral sul do Brasil**. 2010. 29 f. Monografia – Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Curso de Ciências Biológicas, 2010.

FISCHER, F. M. *et al.* The role of invasive pine on changes of plant composition and functional traits in a coastal dune ecosystem. **Natureza & Conservação**, v. 12, n. 1, p. 19-23. 2014.

GIANUCA, K. S.; TAGLIANI, C. R.. Análise em um Sistema de Informação Geográfica (SIG) das alterações na paisagem em ambientes adjacentes a plantios de pinus no Distrito do Estreito, município de São José do Norte, Brasil. **Revista de Gestão Costeira Integrada**, v. 12, n. 1, p. 43-55. 2012.

GROTKOPP, E. *et al.* Toward a causal explanation of plant invasiveness: seedling growth and life-history strategies of 29 pine (*Pinus*) species. **The American Naturalist**, v. 159, n. 4, p. 396-419. 2002.

GUIDO, A. *et al.* Landscape structure and climate affect plant invasion in subtropical grasslands. **Applied Vegetation Science**, v. 19, n. 4, p. 600-610. 2016.

HIGGINS, I.; RICHARDSON, D. M. Pine invasions in the southern hemisphere: modelling interactions between organism, environment and disturbance. **Plant Ecology**, v. 135, n. 1, p. 79-93. 1998.

HOLLE, B. V.; SIMBERLOFF, D. Ecological resistance to biological invasion overwhelmed by propagule pressure. **Ecology**, v. 86, n. 12, p. 3212-3218. 2005.

KAY, M. et al. Biological control for invasive tree species. **New Zealand Forestry**, v. 39, n. 3, p. 35-37.1994.

LONDO, G. The decimal scale for relevés of permanent quadrats. **Vegetatio**, v. 33, p. 61–4. 1976

MENEZES, L. S.; MÜLLER, S. C.; OVERBECK, G. E. Floristic and structural patterns in South Brazilian coastal grasslands. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 87, n. 4, p. 2081-2090. 2015.

NEW ZEALAND. Ministry for Primary Industries. The right tree in the right place. **New Zealand Wilding Conifer Management Strategy**,.Nova Zelândia. 2014. p. 01-37

OKSANEN, J. *et al.* 2012. vegan: Community Ecology Package. **R package**. Disponível em: <CRAN.R-project.org/package=vegan> Acesso em: mai/2016

PEÑA, Eduardo et al. Patterns of spread of *Pinus contorta* Dougl. ex Loud. invasion in a natural reserve in southern South America. **Forest Ecology and Management**, v. 256, n. 5, p. 1049-1054. 2008.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R: a language and environment for statistical computing**. 2017. Disponível em: <<http://www.r-project.org/>> Acesso em: mar/2017.

REJMÁNEK, M.; RICHARDSON, D. M. What attributes make some plant species more invasive? **Ecology**, v. 77, n. 6, p. 1655-1661. 1996.

RICHARDSON, D. M. *et al.* Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. **Diversity and distributions**, v. 6, n. 2, p. 93-107. 2000.

RICHARDSON, D. M.; RUNDEL, P. W. Ecology and biogeography of *Pinus*: an introduction. In: RICHARDSON, D.M. (org.). **Ecology and biogeography of Pinus**, Cambridge: Cambridge University Press, 1998, p. 3-46.

RICHARDSON, D. M.; WILLIAMS, P. A.; HOBBS, R. J. Pine invasions in the Southern Hemisphere: determinants of spread and invasability. **Journal of biogeography**, v. 21, n. 5, p. 511-527. 1994.

SCHOLES, M.C.; NOWICKI, T.E. Effects of pines on soil properties and processes. In: RICHARDSON, D.M. (org.) **Ecology and biogeography of Pinus**, Cambridge: Cambridge University Press, p. 340-353, 1998.

SHIMIZU, J. Y. S. **Pinus na silvicultura brasileira**. Embrapa Florestas, 2008. 223 p.

SIMBERLOFF, D. Non-native species do threaten the natural environment! **Journal of Agricultural and Environmental Ethics**, v. 18, n. 6, p. 595-607. 2005.

SOARES, J.J. Levantamento fitossociológico de uma faixa litorânea do Rio Grande do Sul entre Tramandaí e Praia do Barco. In: Lacerda, L.D. *et al.* (Orgs.). **Restingas, Origem, Estrutura e Processos**: Niterói, CEUFF.1984.

STURGESS, P.; ATKINSON, D. The clear-felling of sand-dune plantations: soil and vegetational processes in habitat restoration. **Biological Conservation**, v. 66, n. 3, p. 171 – 183. 1993.

TARRAGÔ, L. D. **Influência das marés de tempestade sobre a macrofauna bentônica de uma praia arenosa subtropical do Oceano Atlântico ocidental**. 2014. 46 f. Monografia – Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Curso de Ciências Biológicas – Ênfase Marinha e Costeira, 2014.

TOMAZELLI, L. J. Morfologia, organização e evolução do campo eólico costeiro do litoral norte do Rio Grande do Sul, Brasil. **Pesquisas**, v. 21, n. 1, p. 64-71. 1994.

TOMAZELLI, L. J. *et al.* O Sistema de Dunas Eólicas Transgressivas do Litoral Norte do Rio Grande do Sul: situação atual e definição de áreas prioritárias à preservação. In: IX Congresso da Associação Brasileira de Assuntos do Quaternário, 9., 2003, Recife: **Anais de Resumos**. Recife: Associação Brasileira De Estudos Do Quaternário, 2003. CD-ROM.

TOMAZELLI, L. J. *et al.* Geomorfologia e potencial de preservação dos campos de dunas transgressivos de Cidreira e Itapeva, litoral norte do Rio Grande do Sul, Brasil. **Pesquisas em Geociências**, v. 35, p. 47-55. 2008.

VILLWOCK, J. A.; TOMAZELLI, L. J. Holocene Coastal Evolution in Rio Grande do Sul, Brazil. In: RABASSA, J.; SALEMME, M. (Eds.). **Quaternary of South America and Antarctic Peninsula**.: Rotterdam, A. A. Balkema, p. 283-296, 1998.

WAECHTER, J. L. Aspectos ecológicos da vegetação de restinga no Rio Grande do Sul, Brasil. In: Comunicações do Museu de Ciências da PUCRS, **Botânica**, v. 33 1985, p. 49-68.

WILSON, J. B.; SYKES, M. T. Is zonation on coastal sand dunes determined primarily by sand burial or by salt spray? A test in New Zealand dunes. **Ecology Letters**, v. 2, n. 4, p. 233-236. 1999.

ZILLER, S. R.; GALVÃO, F. A degradação da estepe gramíneo-lenhosa no Paraná por contaminação biológica de *Pinus elliottii* e *P. taeda*. **Floresta**, v. 32, n. 1, p. 41-47. 2002.

APÊNDICE

Apêndice 1: Lista das espécies identificadas no levantamento da vegetação em campo de dunas pós-corte de *Pinus*, Cidreira, Rio Grande do Sul.

Família	Espécie
Apocynaceae	<i>Oxypetalum</i> sp.
Araliaceae	<i>Hydrocotyle bonariensis</i> Lam.
	<i>Baccharis cordifolia</i> DC.
	<i>Baccharis crispa</i> Spreng.
	<i>Baccharis dracunculifolia</i> DC.
	<i>Baccharis ochracea</i> Spreng.
	<i>Baccharis spicata</i> (Lam.) Baill.
	<i>Baccharis tridentata</i> Vahl
	<i>Chaptalia runcinata</i> Kunth
	<i>Conyza blakei</i> (Cabrera) Cabrera
	<i>Erechtites hieraciifolius</i> (L.) Raf. ex DC.
Asteraceae	<i>Gamochaeta americana</i> (Mill.) Wedd.
	<i>Pluchea oblongifolia</i> DC.
	<i>Porophyllum angustissimum</i> Gardner
	<i>Pterocaulon angustifolium</i> DC.
	<i>Pterocaulon rugosum</i> (Vahl) Malme
Blechnaceae	<i>Blechnum</i> sp.
	<i>Androtrichum trigynum</i> (Spreng.) H.Pfeiff.
	<i>Cyperus intricatus</i> Schrad. ex Schult
	<i>Cyperus reflexus</i> Vahl
	<i>Eleocharis montana</i> (Kunth) Roem. & Schult.
	<i>Eleocharis viridans</i> Kük. ex Osten
	<i>Kyllinga odorata</i> Vahl
Cyperaceae	<i>Rhynchospora barrosiana</i> Guagl.
	<i>Rhynchospora holoschoenoides</i> (Rich.) Herter
	<i>Rhynchospora tenuis</i> Link
	<i>Scleria distans</i> Poir.
Dicranaceae	<i>Campylopus flexuosus</i> (Hedw.) Brid.
	<i>Drosera brevifolia</i> Pursch
Droseraceae	<i>Drosera communis</i> A. St.-Hil.
	Eriocaulaceae sp1
Eriocaulaceae	Eriocaulaceae sp2
Fabaceae	<i>Desmodium adscendens</i> (Sw.) DC.
Haloragaceae	<i>Laurembergia tetrandra</i> (Schott) Kanitz
Hypericaceae	<i>Hypericum gentianoides</i> (L.) Britton, Sterns & Poggenb.
Hypoxidaceae	<i>Hypoxis decumbens</i> L.
Iridaceae	<i>Sisyrinchium micranthum</i> Cav.
Juncaceae	<i>Juncus marginatus</i> Rostk.
Lycopodiaceae	<i>Lycopodiella alopecuroides</i> (L.) Cranfill

Lythraceae	<i>Cuphea glutinosa</i> Cham. & Schldtl.
Melastomataceae	Melastomataceae sp1
Ophioglossaceae	<i>Ophioglossum nudicaule</i> L.f.
Orchidaceae	<i>Habenaria parviflora</i> Summerh.
Pinaceae	<i>Pinus elliottii</i> Engelm.
	<i>Andropogon arenarius</i> Hack.
	<i>Andropogon selloanus</i> (Hack.) Hack.
	<i>Axonopus</i> aff. <i>affinis</i> Chase
	<i>Dichanthelium sabulorum</i> (Lam.) Gould & C.A. Clark
	<i>Eragrostis cataclasta</i> Nicora
	<i>Eragrostis trichocolea</i> Hack. & Arechav
	<i>Imperata brasiliensis</i> Trin.
	<i>Ischaemum minus</i> J. Presl
	<i>Panicum aquaticum</i> Poir.
	<i>Panicum millegrana</i> Poir
	<i>Panicum racemosum</i> (P. Beauv.) Spreng.
	<i>Paspalum arenarium</i> Schrad.
Poaceae	<i>Paspalum pumilum</i> Nees
	<i>Paspalum vaginatum</i> Sw.
	Poaceae sp1
	<i>Saccharum angustifolium</i> (Nees) Trin.
	<i>Schizachyrium microstachyum</i> (Desv. ex Ham.) Roseng., B.R. Arrill. & Izag.
	<i>Spartina ciliata</i> Brongn.
	<i>Steinchisma hians</i> (Elliott) Nash
	<i>Polygala cyparissias</i> A.St.-Hil. & Moq.
Polygalaceae	<i>Polygala longicaulis</i> Kunth
	<i>Polygala</i> sp.
Primulaceae	<i>Lysimachia minima</i> (L.) U. Manns & Anderb.
Rubiaceae	<i>Richardia grandiflora</i> (Cham. & Schldtl.) Steud.
Sphagnaceae	<i>Sphagnum</i> sp.
Verbenaceae	<i>Phyla</i> sp.
Xyridaceae	<i>Xyris jupicai</i> Michx.

Fonte: Autor (2017)

Apêndice 2: Valores brutos referentes às variáveis testadas na ordenação NMDS.

Pontos amostrais	Tipo de relevo	N° de árvores	DAP médio (cm)	Biomassa de acículas (g/m²)	Umidade (%)	Matéria orgânica (%)	pH	Número de spp.
Parcela 1	Baixada (B1)	49	3,83	6,2	19,9	0,5	4,62	29
Parcela 2	Baixada (B2)	73	6,68	80	17,2	0,3	4,15	5
Parcela 3	Baixada (B3)	46	9,54	45,4	12,9	0,9	4,05	6
Parcela 4	Topo (T1)	12	12,49	21,3	5,1	0,4	4,07	5
Parcela 5	Encosta (E1)	21	15,33	37,7	21,4	0,7	4,04	15
Parcela 6	Encosta (E2)	11	5,9	6	6,9	0,3	4,26	17
Parcela 7	Topo (T2)	11	5,9	21	3,6	0,4	4,27	12

Parcela 8	Encosta (E3)	8	11,75	6,13	2	0,2	4,14	20
Parcela 9	Baixada (B4)	10	18,55	16,4	23,5	0,7	4,31	17
Parcela 10	Baixada (B5)	4	29,54	54,9	29,7	1,7	4,24	7
Parcela 11	Topo (T3)	13	7,78	7,68	4,6	0,3	4,15	14
Parcela 12	Baixada (B6)	5	8,43	3	90,6	7,3	5,31	17
Parcela 13	Topo (T4)	5	14	13,2	1,7	1,7	4,23	12
Parcela 14	Encosta (E4)	28	4,8	18,05	0,3	0,3	4,4	9
Parcela 15	Encosta (E5)	13	6,27	29,8	0,4	0,3	4,55	20

Fonte: Autor (2017)